

Papel de los plaguicidas en la pérdida de polinizadores

C. Botías^{1,*}, F. Sánchez-Bayo²

(1) Departamento de Ecología Integrativa. Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). C/ Américo Vespucio s/n, Isla de la Cartuja, 41092 Sevilla, España.
(2) School of Life and Environmental Sciences, University of Sydney, 1 Central Avenue, Building C81, Eveleigh, New South Wales 2015, Australia.

* Autor de correspondencia: C. Botías [cristinabotias@gmail.com]

> Recibido el 25 de octubre de 2016 - Aceptado el 18 de septiembre de 2017

Botías, C., Sánchez-Bayo, F. 2018. Papel de los plaguicidas en la pérdida de polinizadores. *Ecosistemas* 27(2): 34-41. Doi.: 10.7818/ECOS.1314

Existe una preocupación creciente sobre la pérdida de polinizadores, fenómeno que supone una amenaza para la conservación de la biodiversidad y la producción sostenible de alimentos a escala global. En general, hay un consenso sobre el carácter multifactorial de este problema, y los plaguicidas han sido señalados como uno de los factores implicados. La exposición de polinizadores a plaguicidas se da a través de diferentes rutas, y las consecuencias de esta exposición dependen de si los niveles de los plaguicidas que se encuentran en el medio superan el umbral de toxicidad considerado como peligroso para su salud. Numerosos estudios muestran los efectos dañinos de ciertos plaguicidas, no sólo a dosis letales, sino también a concentraciones menores (sub-letales) que son a menudo detectadas en los recursos florales de los que se alimentan los polinizadores. El conocimiento de los niveles de exposición y las mezclas de plaguicidas a las que se enfrentan los polinizadores, y de las consecuencias de esta exposición, son esenciales para dirigir futuras investigaciones que cubran las incertidumbres actuales, y orienten así unas medidas estratégicas de regulación de plaguicidas que garanticen la conservación de estos importantes organismos.

Palabras clave: pesticidas; polinizadores; contaminación ambiental; rutas de exposición; toxicidad

Botías, C., Sánchez-Bayo, F. 2018. The role of pesticides in pollinator declines. *Ecosistemas* 27(2): 34-41. Doi.: 10.7818/ECOS.1314

There is a growing concern that pollinators are in decline, potentially threatening biodiversity and sustainable food production on a global scale. In general, there is consensus on the multifactorial origin of this problem, and pesticides are regarded as one of the factors involved. Pollinators can be exposed to pesticides through different routes, and the consequences of such exposure depend on whether the levels of field exposure overlap the toxic thresholds considered as detrimental to their health. Several studies have shown the harmful effects of some pesticides not just at their lethal concentrations, but also at lower concentrations (sub-lethal) which are often detected in the floral resources consumed by pollinators. In order to direct future research that may fill our current knowledge gaps, it is essential to identify the levels of pesticides and mixtures to which bees are exposed to, and the consequences of such exposure, so as to guide pesticide regulation strategies that may guarantee the conservation of these crucial organisms.

Key words: pesticides; pollinators; environmental contamination; exposure routes; toxicity

Introducción

Las tierras de cultivo cubren un alto porcentaje (11 %) de la superficie terrestre (FAO 2011), y es por ello fundamental evaluar los impactos que provocan las prácticas agrícolas sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados a ella, con el fin de conciliar los requerimientos para la conservación de la vida silvestre y el incremento de la producción agrícola globalmente (Paoletti et al. 1992; Norris 2008).

Además de la drástica transformación de hábitats asociada a las prácticas agrícolas, el uso de plaguicidas se considera como una de las mayores amenazas para la conservación de la biodiversidad en los ambientes agrarios; concretamente, los insectos polinizadores son muy susceptibles a la acción de ciertos compuestos fitosanitarios (Brittain et al. 2010; Woodcock et al. 2016). Debido a su riqueza, abundancia en agroecosistemas y a su comportamiento de forrajeo, las abejas (refiriéndonos a todos las especies de himenópteros del grupo monofilético Apiformes) son consideradas como uno de los grupos de animales polinizadores más efectivo en estos ambientes (Klatt et al. 2014; Rader et al. 2015). Por ello, las amenazas a las que se enfrentan los polinizadores han sido más ex-

tensamente estudiadas en abejas domésticas/comerciales y silvestres que en otros taxones de insectos y vertebrados.

A su vez, el término plaguicida cubre un amplio rango de compuestos, incluyendo insecticidas, fungicidas, herbicidas, molusquicidas, nematocidas, reguladores de crecimiento y otros. Entre ellos, los insecticidas, al estar diseñados para controlar las poblaciones de insectos que constituyen plagas, suponen un mayor riesgo para los insectos no diana que entran en contacto con ellos, como son los polinizadores. En concreto, el uso de insecticidas neonicotinoides y del fenil pirazol fipronil ha sido señalado en un gran número de estudios científicos como una amenaza para la salud de las abejas (Blacquière et al. 2012; Pisa et al. 2015), y como consecuencia, la aplicación de los compuestos imidacloprid, clotianidina y tiame-toxam (neonicotinoides), y del fipronil (fenil pirazol) fue restringida en la Unión Europea en el año 2013 con el fin de proteger éstos y otros insectos polinizadores (European Commission 2013a, 2013b). Esta restricción se aplica a su uso en el tratamiento de las semillas, en su aplicación al suelo (gránulos) y en el tratamiento foliar de plantas y cereales que resultan atractivos para las abejas, contemplándose como excepciones los tratamientos de cereales de invierno y los que se realizan después de la floración.

Desde su aparición en el mercado a principios de los años 90, los neonicotinoides han sido ampliamente utilizados en todo el mundo (Simon-Delso et al. 2015). Se trata de compuestos neurotóxicos que actúan contra un amplio rango de plagas de gran importancia económica, incluyendo los áfidos (Aphidae), la mosca blanca (Aleyrodidae), las chicharras (Aleyrodidae), el escarabajo de la patata (Chrysomelidae), el gusano alambre (Elateridae) y los ácaros fitófagos entre otros (Jeschke et al. 2011). Sin embargo, esta versatilidad en el control de artrópodos puede llevar a efectos no deseados en insectos “no diana” que no sólo no constituyen plagas, sino que en muchas ocasiones proporcionan servicios ecosistémicos muy valiosos, incluyendo la predación y la polinización. La estructura química de los neonicotinoides les confiere propiedades sistémicas que permiten una protección total de la planta tras la aplicación del ingrediente activo en el suelo o en semillas tratadas, distribuyéndose a través del sistema vascular por todas las partes de la planta. Y es por ello que tanto el polen como el néctar de las plantas tratadas pueden contener pequeñas cantidades de estos insecticidas (Goulson 2013; Bonmatin et al. 2005), y no sólo éstas, sino también las flores de las plantas silvestres que crecen en los márgenes de los cultivos y que en ocasiones toman residuos de neonicotinoides, como el imidacloprid, la clotianidina y el tiametoxam, del suelo contaminado o del polvo liberado durante las tareas de siembra de las semillas tratadas (Krupke et al. 2012; Pistorius et al. 2015; Botías et al. 2015). De este modo, los polinizadores que recogen néctar y polen de estas plantas podrían exponerse a los neonicotinoides al alimentarse directamente en las flores contaminadas, o al almacenarlo en sus colonias o nidos para su posterior consumo por parte de larvas y adultos. Asimismo, los insectos polinizadores cuyos estados larvarios se alimentan de material vegetal, como por ejemplo las larvas de mariposa, también podrían exponerse a los neonicotinoides al alimentarse de hojas y tallos de plantas tratadas y de aquellas silvestres que crecen en las inmediaciones de los cultivos (Botías et al. 2016; Pecinka y Lundgren 2015). De hecho, recientemente también se han mostrado evidencias de los efectos negativos de los neonicotinoides sobre las poblaciones de mariposas en Europa y en Estados Unidos (Forister et al. 2016; Gilburn et al. 2015; Pecinka y Lundgren 2015).

Aunque la mayor parte de la investigación llevada a cabo en los últimos años acerca del papel de los plaguicidas en la pérdida polinizadores se ha centrado principalmente en el impacto de los neonicotinoides sobre abejas domésticas y comerciales, y algo menos en abejas silvestres, es muy probable que otros insectos polinizadores que forrajeen en agroecosistemas (e.g. sírfidos, avispa, escarabajos, hormigas) estén expuestos a éstos y otros compuestos que se utilizan de manera rutinaria en los campos de cultivo. Así, la exposición a una mezcla de compuestos podría suponer una mayor amenaza para la salud de los polinizadores que la acción de una sola sustancia activa, ya que ciertos compuestos muestran interacciones e incluso sinergias entre ellos capaces de multiplicar sus efectos dañinos (Gill et al. 2012; Iwasa et al. 2004; Sgolastra et al. 2017; Thompson 1996). Los estudios sobre el efecto de los plaguicidas llevados a cabo por grupos de investigación y por las entidades reguladoras que autorizan su uso no consideran generalmente en sus ensayos estas mezclas de pesticidas a las que los polinizadores están expuestos en el medio, por lo que hay una escasez de datos sobre los posibles efectos negativos de estas combinaciones.

Por otro lado, el único polinizador utilizado en los procedimientos de evaluación de riesgo ambiental que se realizan previamente a la autorización de los productos fitosanitarios ha sido hasta el momento la abeja de la miel (*Apis mellifera*, Apidae). Sin embargo, como la susceptibilidad a los diferentes compuestos activos varía entre las distintas especies de polinizadores (Arena y Sgolastra 2014; Thompson 2016), hay que aplicar factores de corrección para evaluar los efectos en otras especies de abejas, pero no es posible extrapolarlos a otros insectos polinizadores. Por este motivo, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) ha incluido recientemente a los abejorros (*Bombus* spp.) y a las abejas solitarias (*Osmia* spp.) junto

con *A. mellifera* en su documento guía para la evaluación de riesgos de productos fitosanitarios en abejas (EFSA 2013).

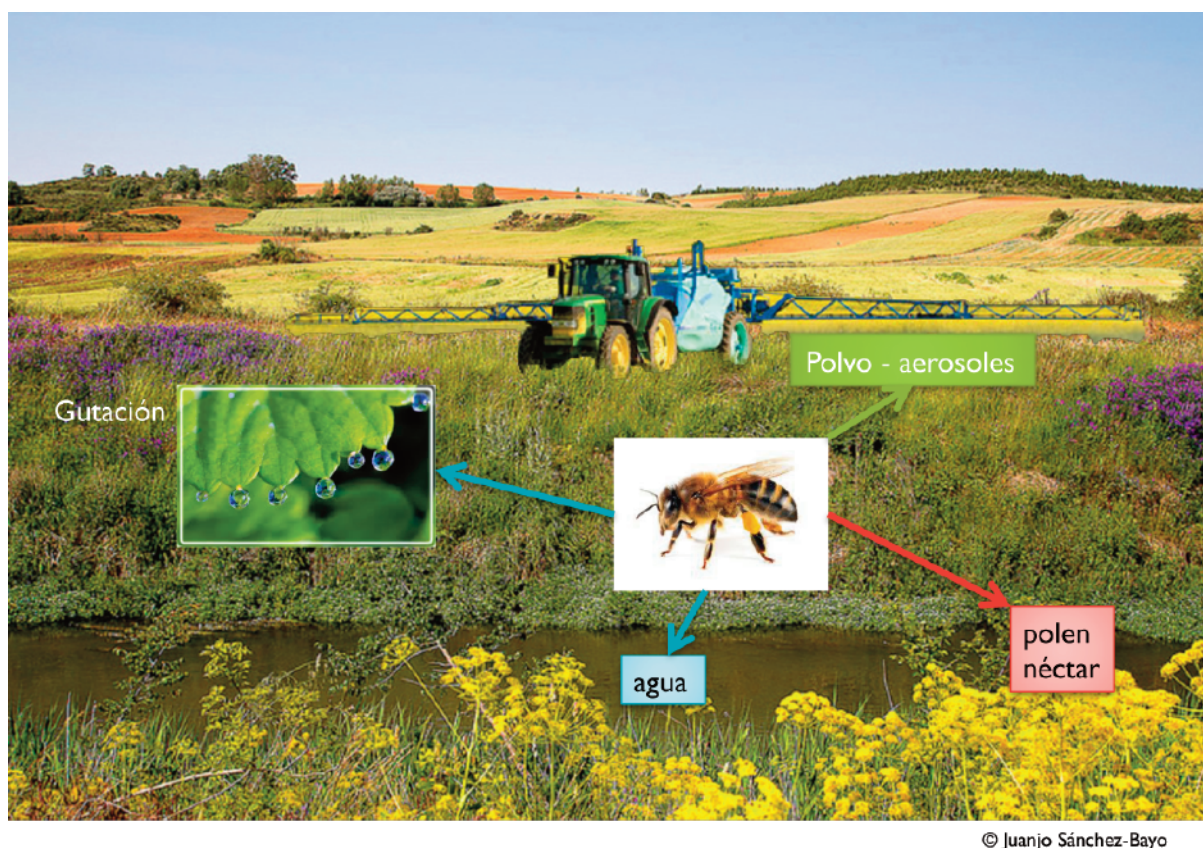
Por tanto, se necesita conocer mejor los efectos de las combinaciones de plaguicidas a las que los polinizadores se encuentran más comúnmente expuestos, y es importante que estos efectos sean estudiados no sólo en una especie polinizadora modelo sino en varios taxones representativos, con el fin de garantizar la conservación de todos los polinizadores y la continuidad del importante servicio ecosistémico que éstos proporcionan.

¿De qué manera se exponen los polinizadores a los plaguicidas?

Los polinizadores pueden exponerse a los plaguicidas a través de diversas rutas: (i) por contacto directo con aerosoles y partículas suspendidas en el aire o en superficies de plantas tratadas, (ii) por la ingestión de polen, néctar y agua contaminada con estos compuestos, (iii) o por inhalación de plaguicidas volátiles, siendo ésta última una forma de exposición menor (Fig. 1). La ruta y forma de exposición dependerán en gran medida del método de aplicación del plaguicida, de sus propiedades físico-químicas y persistencia, de las condiciones climatológicas y también del comportamiento y las preferencias de forrajeo de los distintos polinizadores.

Debido a que la cutícula de los insectos es suficientemente permeable como para que las sustancias tóxicas penetren en el interior del animal (Dresden y Krijgsman 1948), la toxicidad por vía tópica o de contacto de algunos plaguicidas, especialmente los lipofílicos, es en ocasiones tan alta o mayor que la toxicidad por vía oral (Arena y Sgolastra 2014; Bailey et al. 2005). Por ello, toda ruta de exposición que lleve al contacto directo de organismos no diana con sustancias activas debe ser considerado al realizar las evaluaciones de riesgos de los productos fitosanitarios (European Commission 2002; EFSA 2013). Una de las formas de aplicación de plaguicidas que puede llevar a un contacto directo de los polinizadores con estos compuestos es a través del uso de aerosoles en los campos de cultivo. Aunque éstos son normalmente administrados al amanecer y atardecer para evitar los periodos de máxima actividad de forrajeo, está demostrado que ciertos grupos de polinizadores, como las abejas de la miel, algunas especies de abejas solitarias, polillas y mariposas, quedan afectadas en ocasiones por el contacto directo con plaguicidas durante y tras su aplicación en forma de aerosol (Greig-Smith et al. 1994; Koch y Weisser 1997; Sihna et al. 1990). Además, debido a que ciertos polinizadores, como por ejemplo los abejorros del género *Bombus*, realizan la recogida de alimento a horas más frescas del día, éstos podrían ser expuestos al contacto directo con altas concentraciones de plaguicidas cuando se aplican en los campos de cultivo al amanecer o al atardecer (Thompson 2001).

Y no sólo el contacto con las partículas de aerosol, sino también con las superficies de plantas tratadas puede afectar a los polinizadores (Koch y Weisser 1997). Así, la utilización de fragmentos de hojas tratadas por parte de algunas especies de abejas para la construcción de sus nidos podría llevar también a un contacto directo con los plaguicidas no sólo de los adultos sino también de las larvas que se desarrollan en el nido. De modo similar, las larvas de las abejas de la miel pueden ser afectadas al estar en contacto con los acaricidas utilizados en las colmenas (Johnson et al. 2013). Por otro lado, aquellos polinizadores que anidan en el suelo podrían exponerse a plaguicidas que se aplican directamente sobre el terreno. Debido a que el uso de insecticidas sistémicos como los neonicotinoides o el fipronil se ha extendido globalmente en las últimas décadas, y su principal forma de aplicación es por medio de semillas tratadas (Jeschke et al. 2011; Simon-Delso et al. 2015), la liberación accidental de polvo cargado con éstos durante el proceso de siembra se ha convertido en un riesgo para los organismos no diana que habitan este entorno. Este polvo contiene concentraciones muy altas del insecticida, letales para los insectos polinizadores que realizan sus tareas de forrajeo en las inmediaciones de estos campos de cultivo (Girolami et al. 2013;



© Juanjo Sánchez-Bayo

Figura 1. Rutas de exposición de los polinizadores a plaguicidas.

Figure 1. Routes of exposure of pollinators to pesticides.

Nuytens et al. 2013; Xue et al. 2015). En el caso de semillas tratadas con neonicotinoides como el imidacloprid, los residuos pueden afectar negativamente al desarrollo de las larvas de lepidóptero que pupan en el suelo (Dilling et al. 2009). Además, se ha demostrado que la deriva del polvo procedente de la siembra de semillas tratadas contamina la vegetación silvestre que crece en las zonas adyacentes (Greatti et al. 2006; Krupke et al. 2012), lo que implica que la exposición de los polinizadores a plaguicidas como el imidacloprid, la clotianidina y el tiametoxam podría darse no sólo a través de las plantas tratadas, sino también a través de la flora silvestre cercana a los cultivos tratados (Stewart et al. 2014; Botías et al. 2015).

Otra forma importante de exposición de los polinizadores a plaguicidas es por vía oral, a través del consumo de néctar, polen y agua contaminada con los mismos. Tanto los productos fitosanitarios aplicados en aerosol, como aquéllos administrados en el suelo o en las semillas, pueden dar lugar a la aparición de residuos de plaguicidas en el polen y néctar de las plantas tratadas y de las adyacentes a los campos de cultivo (Bonmatin et al. 2005; David et al. 2016; Stoner y Eitzer 2012). De esta manera, los polinizadores sociales, como las abejas de la miel o los abejorros, recogen y almacenan en sus colonias residuos de plaguicidas a través del polen y néctar de las flores en las que forrajea (Krupke y Long 2015; Lambert et al. 2013; Mullin et al. 2010). De hecho, la gran variedad de productos fitosanitarios que son utilizados de manera rutinaria en los campos de cultivo se ve reflejada en la detección de hasta 173 compuestos diferentes en colmenas de *A. mellifera* (Sánchez-Bayo y Goka 2014). Es importante tener en cuenta que los polinizadores no están amenazados por uno o dos compuestos, sino por mezclas de numerosos plaguicidas (David et al. 2016; Botías et al. 2017).

Además del polen y néctar, los polinizadores también pueden ingerir el agua exudada a través de los hidátodos presentes en las puntas y márgenes de las hojas (i.e. agua de gutación) de las plantas tratadas (Shawki et al. 2006), sobre todo en condiciones de alta humedad y temperatura cálida, en las que fenómeno de gutación

se ve favorecido. En el agua de gutación se han detectado los neonicotinoides imidacloprid, clotianidina y tiametoxam a unas concentraciones que son letales para las abejas (Girolami et al. 2009; Tapparo et al. 2011), aunque un reciente estudio determinó que las cantidades que recogen no alcanzan los niveles de toxicidad aguda en estos insectos (Reetz et al. 2016). Otro suministro de agua para los polinizadores que viven en sistemas agrarios son los charcos que se forman tras las lluvias o el regado de las plantas. Estos charcos también se encuentran frecuentemente contaminados por los plaguicidas utilizados en los campos de cultivo adyacentes (Samson-Robert et al. 2014), y por tanto constituyen otra fuente de exposición a estos compuestos para organismos no diana como los polinizadores, que beben agua a menudo para regular su temperatura interna.

Por otro lado, no hay mucha información sobre la posible exposición de polinizadores a plaguicidas en zonas urbanas, aunque las plantas ornamentales también son tratadas con productos fitosanitarios (Brown et al. 2013; Lentola et al. 2017). La posible exposición a plaguicidas en jardines y parques urbanos es un tema de gran importancia ecológica, ya que se trata de los únicos espacios con recursos florales disponibles para los polinizadores en este hábitat y suponen un importante aporte de néctar, polen y de áreas de anidación. Está demostrado que los espacios verdes de hábitats urbanos sostienen una notable riqueza y abundancia de especies de polinizadores (Fetridge et al. 2008; Samnegård et al. 2011; Baldock et al. 2015; Kaluza et al. 2016).

¿Cómo afectan los plaguicidas a los polinizadores?

Entre los plaguicidas, los insecticidas son evidentemente los que representan un mayor riesgo para los insectos polinizadores. Los más comúnmente utilizados son compuestos neurotóxicos, como los organofosforados, carbamatos, piretroides, neonicotinoides y el fipronil. Todos ellos actúan sobre el sistema nervioso de los insectos: los dos primeros inhiben la enzima que recicla la acetilcolina (AChE); los piretroides desestabilizan el canal de sodio en las neu-

ronas; los neonicotinoides activan los receptores nicotínicos de acetilcolina (nAChR), y el fipronil bloquea los receptores del ácido γ -aminobutírico (GABA) y del glutamato que va asociado al canal del cloro. En todos estos casos se produce una sobre-estimulación del sistema nervioso, y la exposición a dosis minúsculas (microgramos) produce convulsiones o parálisis en el animal que pueden acabar en su muerte. Otros plaguicidas actúan interfiriendo con el canal de calcio en las fibras musculares (v.gr. ryanoides), el proceso de muda (v.gr. benzoinureas) u otro mecanismo relacionado con el metabolismo de los insectos.

La toxicidad de los insecticidas se mide por los valores de toxicidad aguda tópica y oral, expresada en la dosis letal mediana (DL_{50}), o sea la cantidad que causa la muerte del 50% de los individuos expuestos al insecticida en ensayos de laboratorio de 24 o 48 horas. Las dosis por debajo de la DL_{50} aguda del animal se consideran sub-letales, aunque también pueden causar mortalidad en cierta proporción (< 50%) de individuos (Sánchez-Bayo et al. 2017).

En las abejas, la DL_{50} se expresa generalmente como la masa de la sustancia administrada por animal sometido al ensayo, y tomando como referencia la DL_{50} por contacto, los pesticidas pueden ser clasificados como prácticamente no tóxicos ($DL_{50} \geq 11 \mu\text{g/abeja}$), moderadamente tóxicos ($10.9 > DL_{50} > 2 \mu\text{g/abeja}$), o altamente tóxicos (< $2 \mu\text{g/abeja}$) (USEPA 2014). Los insecticidas sistémicos, como los neonicotinoides y el fipronil, son en general más tóxicos para las abejas que otros grupos de insecticidas, teniendo DL_{50} a nivel de ng/abeja (Sánchez-Bayo y Goka 2014). Debido al riesgo que éstos suponen para los polinizadores, su uso fue restringido por la Comisión Europea en el año 2013 (European Commission 2013a; b). Este riesgo radica no sólo en su alta toxicidad, sino también en su persistencia en el ambiente y en su particular mecanismo de acción. Por ejemplo, los neonicotinoides muestran toxicidad acumulativa, tal que la DL_{50} crónica es menor que la DL_{50} aguda (Alkassab y Kirchner 2016). Esto es debido a que la activación continua de los receptores nAChR causa la muerte de las neuronas afectadas, y como éstas no se regeneran, el daño se acumula hasta que el organismo muere. Como consecuencia, la exposición a dosis sub-letales (e.g. 0.25 ng/g en miel) durante un largo periodo de tiempo puede llevar también a la muerte del animal (Rondeau et al. 2014).

En numerosos estudios de campo, las muestras de alimento recogidas en colmenas de abejas en distintas regiones del mundo han mostrado una gran diversidad de residuos de plaguicidas y variabilidad en las concentraciones detectadas, yendo desde niveles indetectables hasta más de 200 ng/g de neonicotinoides en polen almacenado (Bernal et al. 2010; Mullin et al. 2010; Blacquière et al. 2012). En ningún caso las concentraciones detectadas exceden la toxicidad oral aguda en abejas de la miel, pero los neonicotinoides pueden provocar mortalidad crónica al cabo de varios días (Suchail et al. 2001; Alkassab y Kirchner 2016). Por ejemplo, una abeja nodriza tendría que consumir 167 mg de polen con 30 ng/g de tiamectoxam para conseguir una dosis letal aguda (DL_{50} oral es 5 ng/abeja), lo cual es imposible porque éstas consumen unos 7 mg de polen al día (Rortais et al. 2005). No obstante, la dosis letal crónica es menor y se alcanzaría en unos 6 días (Sánchez-Bayo y Goka 2014). Además, ciertas dosis sub-letales de neonicotinoides han mostrado tener un efecto negativo en varios aspectos relacionados con el aprendizaje (Decourtye et al. 2004; Stanley et al. 2015a), el desarrollo larvario (Wu et al. 2011; Derecka et al. 2013; Dos Santos et al. 2016), la capacidad de las reinas de poner huevos e iniciar colonias en condiciones de laboratorio (Baron et al. 2017), la fertilidad de los zánganos (Kairo et al. 2017), en la orientación y navegación de las pecoreadoras (Fischer et al. 2014; Jin et al. 2015; Tison et al. 2016), el forrajeo y la capacidad polinizadora (Stanley y Raine 2016; Stanley et al. 2015b; Feltham et al. 2014; Switzer y Combes 2016), el comportamiento higiénico de las colonias (Tsvetkov et al. 2017) y la capacidad reproductiva de las abejas (Straub et al. 2016; Whitehorn et al. 2012; Williams et al. 2015; Wu-Smart y Spivak 2016; Woodcock

et al. 2017) en condiciones de campo. Todas estas alteraciones en el comportamiento y en aspectos fisiológicos de las abejas no llevan a una muerte inmediata del animal, o al colapso de la colonia en caso de abejas sociales, pero tienen consecuencias negativas en su supervivencia y conservación a largo plazo.

Por otro lado, debido a que los polinizadores se exponen a mezclas de plaguicidas de manera frecuente cuando realizan sus tareas de forrajeo (David et al. 2016; Hladik et al. 2016; Long y Krupke 2016; Botías et al. 2017), es importante conocer si hay interacciones o sinergias que puedan suponer un riesgo para su salud y supervivencia. Por ejemplo, ciertos fungicidas, como los inhibidores del ergosterol (fungicidas IBE), pueden aumentar la toxicidad de los insecticidas al reducir la capacidad de desintoxicación de las abejas (Pilling et al. 1995; Schmuck et al. 2003; Iwasa et al. 2004). Este efecto sinérgico ha sido demostrado no sólo en la abeja de la miel, sino también en la abeja solitaria *Osmia lignaria* y en el abejorro *Bombus terrestris*, en los que la exposición oral al neonicotinoide clotianidina (0.63-1.81 ng/abeja) resultó en una mayor mortalidad en aquellos individuos que también fueron expuestos a dosis sub-letales del fungicida IBE propiconazol (7 $\mu\text{g/abeja}$) (Sgolastra et al. 2017). También en el caso de las abejas de la miel, que son frecuentemente tratadas con productos veterinarios para el control de parásitos como el ácaro *Varroa destructor*, se sabe que los acaricidas utilizados en las colonias pueden actuar de manera aditiva o sinérgica con los residuos de insecticidas presentes en las colmenas (Johnson et al. 2013).

Otra interacción importante de los insecticidas es con los patógenos. Tanto los neonicotinoides como el fipronil tienen un efecto inmunosupresor en abejas (Di Prisco et al. 2013; Aufauvre et al. 2012), provocando que los animales expuestos a estos insecticidas sean más susceptibles a la infección del patógeno *Nosema* (Alaux et al. 2010; Doublet et al. 2014; Pettis et al. 2012; Vidau et al. 2011). El debilitamiento inmunológico también puede promover la expansión del ácaro *Varroa* en las colmenas de abejas de la miel (Dively et al. 2015; Alburaki et al. 2015), el cual transmite virus patógenos a las abejas (Rosenkranz et al. 2010; Wilfert et al. 2016). La combinación del parásito con estos insecticidas sistémicos desata la virulencia de esas enfermedades, contribuyendo decisivamente al colapso de las colmenas (Sánchez-Bayo et al. 2016) (Fig. 2).

Los herbicidas no tienen toxicidad aguda para los insectos polinizadores (Sánchez-Bayo y Goka 2014), aunque su uso también ha sido señalado en ocasiones como una amenaza para los mismos. Por ejemplo, la exposición al herbicida glifosato (a concentraciones de 10 mg/L en el laboratorio) puede alterar la capacidad de aprendizaje y de navegación de las abejas (Balbuena et al. 2015), y los herbicidas auxínicos como el 2,4-D (a concentraciones altas de 1000 mg/L) interfieren en el desarrollo de sus fases larvianas (Morton y Moffett 1972). El uso de herbicidas suele afectar de manera indirecta a los polinizadores porque eliminan numerosas plantas silvestres y reducen la diversidad floral en las zonas agrícolas (Bohnenblust et al. 2016; Hyvönen y Salonen 2002), que constituyen una fuente de alimento fundamental en estos hábitats.

Por último, el efecto de los fungicidas en los polinizadores ha sido poco estudiado, pero se sabe que los residuos de estos compuestos en las colmenas están relacionados con la prevalencia de enfermedades en las abejas (Pettis et al. 2013; Simon-Delso et al. 2014). Algunos estudios sugieren que la exposición a estos fitosanitarios interfiere en la capacidad de vuelo de los abejorros (Syromyatnikov et al. 2016) y en el crecimiento normal y desarrollo de sus colonias (Bernauer et al. 2015). Aparte de las sinergias con insecticidas ya comentadas, es posible que el impacto de los fungicidas en los polinizadores no sea por toxicidad directa, sino más bien por la alteración del microbioma beneficioso presente en el polen y néctar de las plantas tratadas o contaminadas de las que se alimentan (van Engelsdorp et al. 2009; Yoder et al. 2013; Bartlewicz et al. 2016), y de su propia flora bacteriana, lo que podría tener importantes consecuencias para su nutrición y estado de salud (Mattila et al. 2012; Engel et al. 2016).

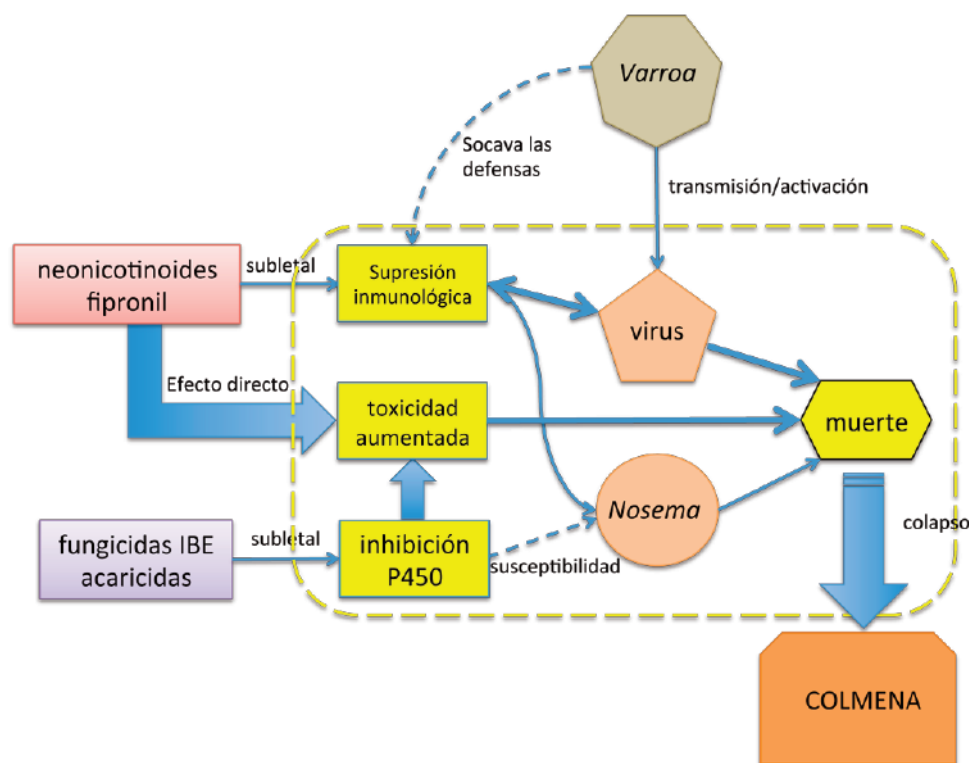


Figura 2. Interacciones de los plaguicidas con parásitos y patógenos de las abejas de la miel en relación con el colapso de las colmenas. Los procesos que tienen lugar en las abejas se muestran dentro del rectángulo (línea entrecortada amarilla) (Original publicado en [Sánchez-Bayo et al. 2016](#)).

Figure 2. Interactions between pesticides, parasites and pathogen stressors in relation to honey bee colony collapse. The processes acting on bees are within the rectangle (dashed yellow line) (Original published on [Sánchez-Bayo et al. 2016](#)).

Medidas para mitigar el impacto de los plaguicidas en los polinizadores

La agricultura se beneficia tanto del desarrollo de productos fitosanitarios que controlan plagas como de la polinización llevada a cabo por una gran diversidad de organismos, por lo que la utilización de plaguicidas no debería ser antagonista a la conservación de los polinizadores. Esto perjudicaría enormemente no sólo a la biodiversidad de los agroecosistemas, sino también a los beneficios económicos y sociales que éstos generan ([Allen-Wardell et al. 1998](#); [Carvalho et al. 2011](#)).

Actualmente las pérdidas de polinizadores son ya notables ([Biesmeijer 2006](#); [Potts et al. 2010](#); [Cameron et al. 2011](#); [Deguines et al. 2014](#); [Ollerton et al. 2014](#)), y debido a que el uso de plaguicidas ha sido señalado como uno de los agentes implicados en este declive ([Goulson et al. 2015](#); [Vanbergen y The Insect Pollinators Initiative 2013](#)), la reducción en su uso parece una medida necesaria para evitar mayores consecuencias ([Garibaldi et al. 2014](#)). Téngase en cuenta que el no utilizar insecticidas en particular no reduciría mucho la productividad de las cosechas ([Leche et al. 2017](#)).

La presencia de plaguicidas tanto en las plantas tratadas como en las plantas silvestres adyacentes a los cultivos, pone de manifiesto la necesidad de establecer sistemas de contención de esta contaminación ambiental con el fin de limitar la exposición de organismos no diana, en particular los polinizadores, a tales compuestos tóxicos. La aplicación de plaguicidas con larga persistencia y solubilidad en agua debería evitarse por su alta probabilidad de movimiento hacia zonas colindantes. Los programas agroambientales de sembrado de plantas silvestres en zonas agrícolas deberían considerar el establecimiento de estos valiosos recursos florales en lugares con menor probabilidad de contaminación que los márgenes de los campos de cultivo ([Botías et al. 2015](#)), ya que el consumo de polen y néctar recogido en flores silvestres contaminadas afecta negativamente el estado nutricional de los polinizadores ([Mogren y Lundgren 2016](#)).

Por otro lado, el uso de semillas de cultivo tratadas con insecticidas sistémicos supone un modo de tratamiento preventivo contrario al manejo integrado de plagas (MIP) recomendado por la Unión Europea ([Freier y Boller 2009](#)), ya que se aplica sin conocer si el cultivo será atacado por dichas plagas o no. La contaminación con insecticidas sistémicos detectada en recursos de agua y flores, junto con el riesgo que esta exposición supone para los polinizadores ([Rundlöf et al. 2015](#)), hacen necesario replantear el uso de este tipo de uso de plaguicidas. El seguimiento estrecho de las poblaciones de plagas y la utilización de métodos alternativos de control de las mismas ([Furlan y Kreutzweiser 2015](#)) con el fin de utilizar plaguicidas únicamente en los casos estrictamente necesarios, podría disminuir enormemente este riesgo de contaminación ambiental y de exposición de polinizadores y otros organismos no diana que habitan estos ambientes ([Douglas y Tooker 2016](#)).

En el caso de los plaguicidas que se aplican en forma de aerosol, su utilización debe estar limitada a horas en las que el riesgo de contacto con polinizadores es menor, como por ejemplo la noche, aunque en este caso se deberán estudiar y minimizar los posibles peligros para polinizadores nocturnos como son algunas polillas y murciélagos ([Eidels et al. 2016](#)). Asimismo, se debería evitar en la medida de lo posible la aplicación de aerosoles en la época de floración de las plantas cultivadas y de las silvestres que crecen en las proximidades.

Finalmente, los efectos de la exposición a mezclas de plaguicidas deberían ser mejor estudiados e incluidos en las evaluaciones de riesgos de los productos fitosanitarios. La aplicación simultánea de compuestos que puedan presentar interacciones o sinergias en el organismo de los polinizadores, como el tratamiento conjunto de semillas con fungicidas e insecticidas sistémicos, debería evitarse.

Por ello, el incremento en la inversión para investigar sobre mecanismos que permitan una reducción en el uso de plaguicidas, y en programas de asesoramiento independiente para los agricultores sobre cómo aplicar el MIP, podría ser muy beneficioso no sólo para los polinizadores, sino para la conservación de la biodiversidad que albergan los agroecosistemas y su productividad a largo plazo.

Referencias

- Alaux, C., Brunet, J.-L., Dussaubat, C., Mondet, F., Tchamitchan, S., Cousin, M., Brillard, J., et al. 2010. Interactions between *Nosema* microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (*Apis mellifera*). *Environmental Microbiology* 12: 774-782.
- Alburaki, M., Boutin, S., Mercier, P.-L., Loublier, Y., Chagnon, M., Derome, N. 2015. Neonicotinoid-coated *Zea mays* seeds indirectly affect honeybee performance and pathogen susceptibility in field trials. *PLoS ONE* 10: e0125790.
- Alkassab, A.T., Kirchner, W.H. 2016. Impacts of chronic sublethal exposure to clothianidin on winter honeybees. *Ecotoxicology* 25: 1000-1010.
- Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitner, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., Cox, P., et al. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* 12: 8-17.
- Arena, M., Sgolastra, F. 2014. A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology* 23: 324-334.
- Aufauvre, J., Biron, D.G., Vidau, C., Fontbonne, R., Roudel, M., Diogon, M., Viguès, B., et al. 2012. Parasite-insecticide interactions: a case study of *Nosema ceranae* and fipronil synergy on honeybee. *Scientific Reports* 2: 326.
- Bailey, J., Scott-Dupree, C., Harris, R., Tolman, J., Harris, B. 2005. Contact and oral toxicity to honey bees (*Apis mellifera*) of agents registered for use for sweet corn insect control in Ontario, Canada. *Apidologie* 36: 623-633.
- Balbuena, M.S., Tison, L., Hahn, M.-L., Greggers, U., Menzel, R., Farina, W.M. 2015. Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. *PLoS ONE* 10: 2799-2805.
- Baldock, K.C.R., Goddard, M. A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., et al. 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences* 282: 20142849.
- Baron, G.L., Jansen, V.A.A., Brown, M.J.F., Raine, N.E. 2017. Pesticide reduces bumblebee colony initiation and increases probability of population extinction. *Nature Ecology and Evolution*, 1: 1308-1316.
- Bartlewicz, J., Pozo, M.I., Honnay, O., Lievens, B., Jacquemyn, H. 2016. Effects of agricultural fungicides on microorganisms associated with floral nectar: susceptibility assays and field experiments. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 19776-19786.
- Bernal, J., Garrido-Bailón, E., Del Nozal, M.J., González-Porto, A. V., Martín-Hernández, R., Diego, J.C., Jiménez, J.J., et al. 2010. Overview of pesticide residues in stored pollen and their potential effect on bee colony (*Apis mellifera*) losses in Spain. *Journal of Economic Entomology* 103: 1964-1971.
- Bernauer, O., Gaines-Day, H., Steffan, S. 2015. Colonies of bumble bees (*Bombus impatiens*) produce fewer workers, less bee biomass, and have smaller mother queens following fungicide exposure. *Insects* 6: 478-488.
- Biesmeijer, J.C. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351-354.
- Blacquièrre, T., Smagghe, G., van Gestel, C. a M., Mommaerts, V. 2012. Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology* 21: 973-992.
- Bohnenblust, E.W., Vaudo, A.D., Egan, J.F., Mortensen, D. A., Tooker, J.F. 2016. Effects of the herbicide dicamba on nontarget plants and pollinator visitation. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35: 144-151.
- Bonmatin, J.M., Marchand, P. a, Charvet, R., Moineau, I., Bengsch, E.R., Colin, M.E. 2005. Quantification of imidacloprid uptake in maize crops. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53: 5336-5341.
- Botías, C., David, A., Horwood, J., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Hill, E., Goulson, D. 2015. Neonicotinoid residues in wildflowers, a potential route of chronic exposure for bees. *Environmental Science and Technology* 49: 12731-12740.
- Botías, C., David, A., Hill, E.M., Goulson, D. 2016. Contamination of wild plants near neonicotinoid seed-treated crops, and implications for nontarget insects. *Science of the Total Environment* 566-567: 269-278.
- Botías, C., David, A., Hill, E.M., Goulson, D. 2017. Quantifying exposure of wild bumblebees to mixtures of agrochemicals in agricultural and urban landscapes. *Environmental Pollution* 222: 73-82.
- Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., Potts, S.G. 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology* 11: 106-115.
- Brown, T., Kegley, S., Archer, L. 2013. Gardeners Beware : Bee-toxic Pesticides Found in «Bee-Friendly» Plants Sold at Garden Centers Nationwide. Friends of the Earth. Cardiff, Reino Unido. 33 pp.
- Cameron, S.A., Lozier, J.D., Strange, J.P., Koch, J.B., Cordes, N., Solter, L.F., Griswold, T.L. 2011. Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108: 662-667.
- Carvalho, L.G., Veldtman, R., Shenkute, A.G., Tesfay, G.B., Pirk, C.W.W., Donaldson, J.S., Nicolson, S.W. 2011. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters* 14: 251-259.
- David, A., Botías, C., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Rotheray, E.L., Hill, E.M., Goulson, D. 2016. Widespread contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops. *Environment International* 88: 169-178.
- Decourtaye, A., Armengaud, C., Renou, M., Devillers, J., Cluzeau, S., Gauthier, M., Pham-Delègue, M.-H. 2004. Imidacloprid impairs memory and brain metabolism in the honeybee (*Apis mellifera* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 78: 83-92.
- Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R., Fontaine, C. 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 212-217.
- Derecka, K., Blythe, M.J., Malla, S., Genereux, D.P., Guffanti, A., Pavan, P., Moles, A., et al. 2013. Transient exposure to low levels of insecticide affects metabolic networks of honeybee larvae. *PLoS ONE* 8: e68191.
- Di Prisco, G., Cavaliere, V., Annoscia, D., Varricchio, P., Caprio, E., Nazzi, F., Gargiulo, G., Pennacchio, F. 2013. Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 18466-18471.
- Dilling, C., Lambdin, P., Grant, J., Rhea, R. 2009. Community response of insects associated with eastern hemlock to imidacloprid and horticultural oil treatments. *Environmental Entomology* 38: 53-66.
- Dively, G.P., Embrey, M.S., Kamel, A., Hawthorne, D.J., Pettis, J.S. 2015. Assessment of chronic sublethal effects of imidacloprid on honey bee colony health. *PLoS ONE* 10: e0118748.
- Dos Santos, C.F., Acosta, A.L., Dorneles, A.L., Dos Santos, P.D.S., Blochtein, B. 2016. Queens become workers: pesticides alter caste differentiation in bees. *Scientific Reports* 6: 31605.
- Doublet, V., Labarussias, M., de Miranda, J.R., Moritz, R.F. A., Paxton, R.J. 2014. Bees under stress: sublethal doses of a neonicotinoid pesticide and pathogens interact to elevate honey bee mortality across the life cycle. *Environmental Microbiology* 17: 969-983.
- Douglas, M.R., Tooker, J.F. 2016. Meta-analysis reveals that seed-applied neonicotinoids and pyrethroids have similar negative effects on abundance of arthropod natural enemies. *PeerJ* 4: e2776.
- Dresden, D., Krijgsman, B.J. 1948. Experiments on the physiological action of contact insecticides. *Bulletin of Entomological Research* 38: 575-578.
- EFSA 2013. EFSA Guidance Document on the risk assessment of plant protection products on bees (*Apis mellifera*, *Bombus* spp. and solitary bees). *EFSA Journal* 11: 3295.
- Eidels, R.R., Sparks, D.W., Whitaker, J.O., Sprague, C.A. 2016. Sub-lethal effects of chlorpyrifos on big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 71: 322-335.
- Engel, P., Kwong, W.K., McFrederick, Q., Anderson, K.E., Barribeau, S.M., Chandler, J.A., Cornman, R.S., et al. 2016. The bee microbiome: Impact on bee health and model for evolution and ecology of host-microbe interactions. *mBio* 7: e02164-15.
- European Commission 2002. *Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91 / 414 / EEC*. SANCO/10329/2002 rev 2 final. Bruselas, Bélgica.
- European Commission 2013a. Commission Implementing Regulation (EU) No 485/2013 of 24 May 2013 amending Implementing Regulation (EU) No 540/2011, as regards the conditions of approval of the active substances clothianidin, thiamethoxam and imidacloprid, and prohibiting the use and sale of seeds treated with plant protection products containing those active substances. *Official Journal of the European Union* L 139: 12-26.
- European Commission 2013b. Commission Implementing Regulation (EU) No 781/2013 of 14 August 2013 amending Implementing Regulation (EU) No 540/2011, as regards the conditions of approval of the active substance fipronil, and prohibiting the use and sale of seeds treated with plant protection products containing this active substance. *Official Journal of the European Union* L 219: 22-25.
- FAO 2011. *The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) - Managing systems at risk*. Food and Agriculture

- Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, Abingdon, OX, Reino Unido y Nueva York, Estados Unidos.
- Feltham, H., Park, K., Goulson, D. 2014. Field realistic doses of pesticide imidacloprid reduce bumblebee pollen foraging efficiency. *Ecotoxicology* 23: 317-323.
- Fetridge, E.D., Ascher, J.S., Langelotto, G. A. 2008. The bee fauna of residential gardens in a suburb of New York city (Hymenoptera: Apoidea). *Annals of the Entomological Society of America* 101: 1067-1077.
- Fischer, J., Müller, T., Spatz, A.-K., Greggers, U., Grünwald, B., Menzel, R. 2014. Neonicotinoids interfere with specific components of navigation in honeybees. *PLoS ONE* 9: e91364.
- Forister, M.L., Cousens, B., Harrison, J.G., Anderson, K., Thorne, J.H., Waetjen, D., Nice, C.C., et al. 2016. Increasing neonicotinoid use and the declining butterfly fauna of lowland California. *Biology Letters* 12: 20160475.
- Freier, B., Boller, E.F. 2009. Integrated pest management in Europe—history, policy, achievements and implementation. En: R. Peshin, A. K. Dhawan, (eds.). *Integrated Pest Management: Dissemination and Impact*, pp. 435–454, Springer, New York, Estados Unidos.
- Furlan, L., Kreutzweiser, D. 2015. Alternatives to neonicotinoid insecticides for pest control: case studies in agriculture and forestry. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 135-147.
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Leonhardt, S.D., Aizen, M.A., Blaauw, B.R., Isaacs, R., Kuhlmann, M., et al. 2014. From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 439-447.
- Gilburn, A.S., Bunnefeld, N., Wilson, J.M., Botham, M.S., Brereton, T.M., Fox, R., Goulson, D. 2015. Are neonicotinoid insecticides driving declines of widespread butterflies? *PeerJ* 3: e1402.
- Gill, R.J., Ramos-Rodriguez, O., Raine, N.E. 2012. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature* 491: 105-108.
- Girolami, V., Mazzon, L., Squartini, A., Mori, N., Marzaro, M., Di Bernardo, a, Greatti, M., et al. 2009. Translocation of neonicotinoid insecticides from coated seeds to seedling guttation drops: a novel way of intoxication for bees. *Journal of Economic Entomology* 102: 1808-1815.
- Girolami, V., Marzaro, M., Vivan, L., Mazzon, L., Giorio, C., Marton, D., Tapparo, A. 2013. Aerial powdering of bees inside mobile cages and the extent of neonicotinoid cloud surrounding corn drillers. *Journal of Applied Entomology* 137: 35-44.
- Goulson, D. 2013. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 50: 977-987.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., Rotheray, E.L. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347: 1255-1259.
- Greatti, M., Barbattini, R., Stravisi, A., Sabatini, A.G., Rossi, S. 2006. Presence of the a. i. imidacloprid on vegetation near corn fields sown with Gaucho® dressed seeds. *Bulletin of Insectology* 59: 99-103.
- Greig-Smith, P.W., Thompson, H.M., Hardy, A. R., Bew, M.H., Findlay, E., Stevenson, J.H. 1994. Incidents of poisoning of honeybees (*Apis mellifera*) by agricultural pesticides in Great Britain 1981-1991. *Crop Protection* 13: 567-581.
- Hladik, M.L., Vandever, M., Smalling, K.L. 2016. Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *Science of The Total Environment* 542: 469-477.
- Hyvönen, T., Salonen, J. 2002. Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels—a six-year experiment. *Plant Ecology* 154: 73-81.
- Iwasa, T., Motoyama, N., Ambrose, J.T., Roe, R.M. 2004. Mechanism for the differential toxicity of neonicotinoid insecticides in the honey bee, *Apis mellifera*. *Crop Protection* 23: 371-378.
- Jeschke, P., Nauen, R., Schindler, M., Elbert, A. 2011. Overview of the status and global strategy for neonicotinoids. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59: 2897-2908.
- Jin, N., Klein, S., Leimig, F., Bischoff, G., Menzel, R. 2015. The neonicotinoid clothianidin interferes with navigation of the solitary bee *Osmia cornuta* in a laboratory test. *Journal of Experimental Biology* 218: 2821.
- Johnson, R.M., Dahlgren, L., Siegfried, B.D., Ellis, M.D. 2013. Acaricide, fungicide and drug interactions in honey bees (*Apis mellifera*). *PLoS ONE* 8: e54092.
- Kairo, G., Poquet, Y., Haji, H., Tchamitchian, S., Cousin, M., Bonnet, M., Pelissier, M., et al. 2017. Assessment of the toxic effect of pesticides on honey bee drone fertility using laboratory and semifield approaches: A case study of fipronil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36: 2345-2351.
- Kaluza, B.F., Wallace, H., Heard, T. A., Klein, A.-M., Leonhardt, S.D. 2016. Urban gardens promote bee foraging over natural habitats and plantations. *Ecology and Evolution* 6: 1304-1316.
- Klatt, B.K., Holzschuh, A., Westphal, C., Clough, Y., Smit, I., Pawelzik, E., Tscharntke, T. 2014. Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20132440.
- Koch, H., Weisser, P. 1997. Exposure of honey bees during pesticide application under field conditions. *Apidologie* 28: 439-447.
- Krupke, C.H., Hunt, G.J., Eitzer, B.D., Andino, G., Given, K. 2012. Multiple routes of pesticide exposure for honey bees living near agricultural fields. *PLoS ONE* 7: e29268.
- Krupke, C.H., Long, E.Y. 2015. Intersections between neonicotinoid seed treatments and honey bees. *Current Opinion in Insect Science* 10: 8-13.
- Lambert, O., Piroux, M., Puyo, S., Thorin, C., L'Hostis, M., Wiest, L., Buleté, A., et al. 2013. Widespread occurrence of chemical residues in beehive matrices from apiaries located in different landscapes of Western France. *PLoS ONE* 8: e67007.
- Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-Jolain, N. 2017. Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature Plants* 3: 17008.
- Lentola, A., David, A., Abdul-Sada, A., Tapparo, A., Goulson, D., Hill, E.M. 2017. Ornamental plants on sale to the public are a significant source of pesticide residues with implications for the health of pollinating insects. *Environmental Pollution* 228: 297–304.
- Long, E.Y., Krupke, C.H. 2016. Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. *Nature Communications* 7: 11629.
- Mattila, H.R., Rios, D., Walker-Sperling, V.E., Roeselers, G., Newton, I.L.G. 2012. Characterization of the active microbiotas associated with honey bees reveals healthier and broader communities when colonies are genetically diverse. *PLoS ONE* 7: e32962.
- Mogren, C.L., Lundgren, J.G. 2016. Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. *Scientific Reports* 6: 29608.
- Morton, H.L., Moffett, J.O. 1972. Ovicidal and larvicidal effects of certain herbicides on honey bees. *Environmental Entomology* 1: 611-614.
- Mullin, C.A., Frazier, M., Frazier, J.L., Ashcraft, S., Simonds, R., VanEngelsdorp, D., Pettis, J.S. 2010. High levels of miticides and agrochemicals in North American apiaries: implications for honey bee health. *PLoS ONE* 5: e9754.
- Norris, K. 2008. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation Letters* 1: 2-11.
- Nuytens, D., Devarreweere, W., Verboven, P., Foqué, D. 2013. Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. *Pest Management Science* 69: 564-575.
- Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M., Crockett, R. 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346: 1360-1362.
- Paoletti, M.G., Pimentel, D., Stinner, B.R., Stinner, D. 1992. Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 3-23.
- Pecenka, J.R., Lundgren, J.G. 2015. Non-target effects of clothianidin on monarch butterflies. *The Science of Nature* 102: 19.
- Pettis, J.S., Lichtenberg, E.M., Andree, M., Stitzinger, J., Rose, R., vanEngelsdorp, D. 2013. Crop pollination exposes honey bees to pesticides which alters their susceptibility to the gut pathogen *Nosema ceranae*. *PLoS ONE* 8: e70182.
- Pettis, J.S., van Engelsdorp, D., Johnson, J., Dively, G. 2012. Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen *Nosema*. *Die Naturwissenschaften* 99: 153-158.
- Pilling, E.D., Bromley-Challenor, K.A.C., Walker, C.H., Jepson, P.C. 1995. Mechanism of Synergism between the pyrethroid insecticide alpha-cyhalothrin and the imidazole fungicide prochloraz in the honeybee (*Apis mellifera* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 51: 1-11.
- Pisa, L.W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Downs, C.A., Goulson, D., et al. 2015. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 68-102.
- Pistorius, J., Wehner, A., Kriszan, M., Barga, H., Hnäbe, S., Klein, O. 2015. Application of predefined doses of neonicotinoid containing dusts in field trials and acute effects on honey bees. *Bulletin of Insectology* 68: 161-172.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 345-353.

- Rader, R., Batomeus, I., Garibaldi, L., Garratt, M.P.D., Howlett, B., Cunningham, S. A., Mayfield, M.M., et al. 2015. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 146-151.
- Reetz, J.E., Schulz, W., Seitz, W., Spittler, M., Zühlke, S., Armbruster, W., Wallner, K. 2016. Uptake of neonicotinoid insecticides by water-foraging honey bees (Hymenoptera: Apidae) through guttation fluid of winter oilseed rape. *Journal of Economic Entomology* 109: 31-40.
- Rondeau, G., Sánchez-Bayo, F., Tennekes, H.A., Decourtye, A., Ramírez-Romero, R., Desneux, N. 2014. Delayed and time-cumulative toxicity of imidacloprid in bees, ants and termites. *Scientific Reports* 4: 5566.
- Rortais, A., Arnold, G., Halm, M.P., Touffet-Briens, F. 2005. Modes of honeybees exposure to systemic insecticides: estimated amounts of contaminated pollen and nectar consumed by different categories of bees. *Apidologie* 36: 71-83.
- Rosenkranz, P., Aumeier, P., Ziegelmann, B. 2010. Biology and control of *Varroa destructor*. *Journal of Invertebrate Pathology* 103, S96-S119.
- Rundlöf, M., Anderson, G.K.S., Bommarco, R., Fries, I., Hederstrom, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., et al. 2015. Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521: 77-80.
- Samnegård, U., Persson, A.S., Smith, H.G. 2011. Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland. *Biological Conservation* 144: 2602-2606.
- Samson-Robert, O., Labrie, G., Chagnon, M., Fournier, V. 2014. Neonicotinoid-contaminated puddles of water represent a risk of intoxication for honey bees. *PLoS ONE* 9: e108443.
- Sánchez-Bayo, F., Goka, K. 2014. Pesticide residues and bees — A risk assessment. *PLoS ONE* 9: e94482.
- Sánchez-Bayo, F., Goulson, D., Pennacchio, F., Nazzi, F., Goka, K., Desneux, N. 2016. Are bee diseases linked to pesticides? — A brief review. *Environment International* 89-90: 7-11.
- Sánchez-Bayo, F., Belzunces, L., Bonmatin, J.-M. 2017. Lethal and sub-lethal effects, and incomplete clearance of ingested imidacloprid in honey bees (*Apis mellifera*). *Ecotoxicology* 26: 1199-1206.
- Schmuck, R., Stadler, T., Schmidt, H.-W. 2003. Field relevance of a synergistic effect observed in the laboratory between an EBI fungicide and a chloronicotinyl insecticide in the honeybee (*Apis mellifera* L., Hymenoptera). *Pest Management Science* 59: 279-286.
- Sgolastra, F., Medrzycki, P., Bortolotti, L., Renzi, M.T., Tosi, S., Bogo, G., Teper, D., et al. 2017. Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Management Science* 73: 1236-1243.
- Shawki, M.A., Titêra, D., Kazda, J. A. N., Kohoutková, J. 2006. Toxicity to honeybees of water guttation and dew collected from winter rape treated with Nurelle D ®. *Plant Protection Science* 42: 9-14.
- Sihna, S.N., Lakhani, K.H., Davis, N.K. 1990. Studies on the toxicity of insecticidal drift to the first instar larvae of the large white butterfly *Pieris brassicae* (Lepidoptera: Pieridae). *Annals of Applied Biology* 116: 27-41.
- Simon-Delso, N., Martin, G.S., Bruneau, E., Minsart, L.-A., Mouret, C., Hautier, L. 2014. Honeybee Colony Disorder in crop areas: the role of pesticides and viruses *PLoS ONE* 9: e103073.
- Simon-Delso, N., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Chagnon, M., Downs, C., Furlan, L., et al. 2015. Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 5-34.
- Stanley, D.A., Michael, P., Garratt, D., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Potts, S.G., Raine, N.E. 2015b. Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature* 528: 548-550.
- Stanley, D.A., Smith, K.E., Raine, N.E. 2015a. Bumblebee learning and memory is impaired by chronic exposure to a neonicotinoid pesticide. *Scientific Reports* 5: 16508.
- Stanley, D. a., Raine, N.E. 2016. Chronic exposure to a neonicotinoid pesticide alters the interactions between bumblebees and wild plants. *Functional Ecology* 30: 1132-1139.
- Stewart, S.D., Lorenz, G.M., Catchot, A.L., Gore, J., Cook, D., Skinner, J., Mueller, T.C., et al. 2014. Potential exposure of pollinators to neonicotinoid insecticides from the use of insecticide seed treatments in the mid-southern United States. *Environmental Science and Technology* 48: 9762-9769.
- Stoner, K.A., Eitzer, B.D. 2012. Movement of soil-applied imidacloprid and thiamethoxam into nectar and pollen of squash (*Cucurbita pepo*). *PLoS ONE* 7: e39114.
- Straub, L., Villamar-Bouza, L., Bruckner, S., Chantawannakul, P., Gauthier, L., Khongphinitbunjong, K., Retschnig, G., et al. 2016. Neonicotinoid insecticides can serve as inadvertent insect contraceptives. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 283: 20160506.
- Suchail, S., Guez, D., Belzunces, L.P. 2001. Discrepancy between acute and chronic toxicity induced by imidacloprid and its metabolites in *Apis mellifera*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 2482-2486.
- Switzer, C.M., Combes, S.A. 2016. The neonicotinoid pesticide, imidacloprid, affects *Bombus impatiens* (bumblebee) sonication behavior when consumed at doses below the LD50. *Ecotoxicology* 25: 1150-1159.
- Syromyatnikov, M.Y., Kokina, A. V., Lopatin, A. V., Starkov, A. A., Popov, V.N. 2016. Evaluation of the toxicity of fungicides to flight muscle mitochondria of bumblebee (*Bombus terrestris* L.). *Pesticide Biochemistry and Physiology* 135: 41-46.
- Tapparo, A., Giorio, C., Marzaro, M., Marton, D., Solda, L., Girolami, V. 2011. Rapid analysis of neonicotinoid insecticides in guttation drops of corn seedlings obtained from coated seeds. *Journal of Environmental Monitoring* 13: 1564-1568.
- Thompson, H.M. 1996. Interactions between pesticides; a review of reported effects and their implications for wildlife risk assessment. *Ecotoxicology* 5: 59-81.
- Thompson, H.M. 2001. Assessing the exposure and toxicity of pesticides to bumblebees (*Bombus* spp.). *Apidologie* 32: 305-321.
- Thompson, H.M. 2016. Extrapolation of acute toxicity across bee species. *Integrated Environmental Assessment and Management* 12: 622-626.
- Tison, L., Hahn, M.-L., Holtz, S., Rößner, A., Greggers, U., Bischoff, G., Menzel, R. 2016. Honey bees' behavior is impaired by chronic exposure to the neonicotinoid thiacloprid in the field. *Environmental Science and Technology* 50: 7218-7227.
- Tsvetkov, N., Samson-Robert, O., Sood, K., Patel, H.S., Malena, D.A., Gajiwala, P.H., Maciukiewicz, P., et al. 2017. Chronic exposure to neonicotinoids reduces honey bee health near corn crops. *Science* 356: 1395-1397.
- USEPA 2014. *Guidance for Assessing Pesticide Risks to Bees*. United States Environmental Protection Agency Office of Pesticide Programs (OPP). Health Canada Pest Management Regulatory Agency (PMRA). California Department of Pesticide Regulation (CAL DPR). Washington, DC, Ottawa, ON, Sacramento, CA. Canadá y Estados Unidos.
- Vanbergen, A.J., The Insect Pollinators Initiative. 2013. Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11: 251-259.
- van Engelsdorp, D., Evans, J.D., Donovall, L., Mullin, C., Frazier, M., Frazier, J., Tarpy, D.R., et al. 2009. «Entombed Pollen»: A new condition in honey bee colonies associated with increased risk of colony mortality. *Journal of Invertebrate Pathology* 101: 147-149.
- Vidau, C., Diogon, M., Aufauvre, J., Fontbonne, R., Viguès, B., Brunet, J.-L., Texier, C., et al. 2011. Exposure to sublethal doses of fipronil and thiacloprid highly increases mortality of honeybees previously infected by *Nosema ceranae*. *PLoS ONE* 6: e21550.
- Whitehorn, P.R., O'Connor, S., Wackers, F.L., Goulson, D. 2012. Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. *Science* 336: 351-352.
- Wilfert, L., Long, G., Leggett, H.C., Schmid-Hempel, P., Butlin, R., Martin, S.J.M., Boots, M. 2016. Deformed wing virus is a recent global epidemic in honey bees driven by *Varroa* mites. *Science* 351: 594-597.
- Williams, G.R., Troxler, A., Retschnig, G., Roth, K., Yañez, O., Shutler, D., Neumann, P., et al. 2015. Neonicotinoid pesticides severely affect honey bee queens. *Scientific Reports* 5: 14621.
- Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., Bullock, J.M., Roy, D.B., Garthwaite, D.G., Crowe, A., Pywell, R.F. 2016. Impact of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nature Communications* 7: 12459.
- Woodcock, B.A., Bullock, J.M., Shore, R.F., Heard, M.S., Pereira, M.G., Redhead, J., Ridding, L., et al. 2017. Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science* 356: 1393-1395.
- Wu-Smart, J., Spivak, M. 2016. Sub-lethal effects of dietary neonicotinoid insecticide exposure on honey bee queen fecundity and colony development. *Scientific Reports* 6: 32108.
- Wu, J.Y., Anelli, C.M., Sheppard, W.S. 2011. Sub-lethal effects of pesticide residues in brood comb on worker honey bee (*Apis mellifera*) development and longevity. *PLoS ONE* 6: e14720.
- Xue, Y., Limay-Rios, V., Smith, J., Baute, T., Forero, L.G., Schaafsma, A. 2015. Quantifying neonicotinoid insecticide residues escaping during maize planting with vacuum-planters. *Environmental Science and Technology* 49: 13003-13011.
- Yoder, J.A., Jajack, A.J., Rosselot, A.E., Smith, T.J., Yerke, M.C., Sammataro, D. 2013. Fungicide contamination reduces beneficial fungi in bee bread based on an area-wide field study in honey bee, *Apis mellifera*, colonies. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A* 76: 587-600.